

2. Габараев Б.А., Крючков Д.В., Новосельский О.Ю. и др. Развитие программных средств для комплексного анализа механики структур, теплогидравлических и термохимических процессов в кладке водографитовых реакторов: Препринт ГУП НИКИЭТ ЕТ-00/52, 2000.
3. Новосельский О.Ю., Филинов В.Н. Критерии разрушения труб топливных каналов РБМК при аварийном нагреве. — Атомная энергия, 1997, т. 82, вып. 4, с. 277—282.
4. Самарский А.А. Введение в теорию разностных схем. М.: Наука, 1971.

Поступила в Редакцию 1.11.02

УДК 543.257.1

ВОЗМОЖНОСТЬ УТИЛИЗАЦИИ ОТРАБОТАВШИХ ГРАФИТОВЫХ ВТУЛОК РЕАКТОРОВ СИБИРСКОГО ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА ПУТЕМ СЖИГАНИЯ

*Бушуев А.В., Алеева Т.Б., Петрова Е.В., Зубарев В.Н. (МИФИ),
Николаев А.Г. (Сибирский химический комбинат), Семенов В.Г.
(ГНЦ РФ — Институт биофизики), Силин Б.Г. (Минатом РФ),
Дмитриев А.М. (ГАН РФ)*

Стратегической задачей при обращении с радиоактивными отходами независимо от их происхождения и характеристик является исключение загрязнения окружающей среды радионуклидами и другими токсичными веществами, входящими в состав отходов, на весь период их потенциальной опасности. Это соответствует принятому на международном уровне принципу, согласно которому нерешенные проблемы экологии не должны оставаться в наследство последующим поколениям.

В процессе продолжительной эксплуатации реакторов разных типов накоплено значительное количество отработавшего графита, использовавшегося в качестве замедлителя и отражателя нейтронов. Например, в Великобритании построено 26 магноксовых реакторов (в самом большом из них содержалось более 3000 т графита) и 14 коммерческих реакторов типа АGR (около 2000 т в каждом), во Франции работали три АЭС с магноксовыми реакторами, в Ханфорде (США) — девять выведенных из эксплуатации реакторов-производителей оружейного плутония. Графитовые реакторы были построены в Испании, Японии и Италии (магноксовые), Германии и Китае, в Советском Союзе — 13 графитовых реакторов-производителей оружейного плутония, четыре графитовых реактора на АЭС в Билибино, два — на Белоярской АЭС и 18 РБМК [1]. Реакторный графит составляет большую часть накопленных в мире твердых радиоактивных отходов, и поиск способов его утилизации является актуальной задачей.

Цель настоящей работы — оценка радиоактивного загрязнения отработавших графитовых втулок остановленных реакторов И-1, ЭИ-2 и АДЭ-3 Сибирского химического комбината и анализ возможности их утилизации путем сжигания. При планировании мер по обращению с отработавшим графитом необходимо учитывать тип реактора, характеристики графита, особенности его эксплуатации и хранения.

Загрязнение отработавшего графита российских реакторов-производителей оружейного плутония имеет особенности, обусловленные следующими причинами:

в состав реакторов входили два графитовых компонента: кладка, состоящая из отдельных блоков и подвергавшаяся облучению в течение всего периода эксплуатации (более 30 лет), и втулки, назначение которых состояло в предотвращении радиационных повреждений графитовой кладки и облегчении выгрузки деформированных технологических каналов. Втулки заменяли, как правило, каждые 2—4 года, т.е. длительность их облучения была примерно в 10 раз меньше, чем кладок;

графитовые компоненты реакторов работали в защитной атмосфере азота, который заполнял поры графита и являлся одним из основных (вместе с химически связанным азотом) источников образования долгоживущего β -излучающего ^{14}C ($T_{1/2} = 5730$ лет) по реакции $^{14}\text{N}(n, p)^{14}\text{C}$. Теплоносителем в этих реакторах служила вода;

первые 7—10 лет эксплуатации реакторов сопровождалась инцидентами, приведшими к попаданию частиц топлива — природного урана в графитовую кладку. Последующее воздействие нейтронного облучения на топливные частицы привело к загрязнению графитовых блоков и втулок продуктами деления и актиноидами. Кроме того, на протяжении всего периода эксплуатации многократно происходили заливы графитовых кладок водой. Образовавшаяся пароводяная смесь способствовала миграции радионуклидов в объеме кладки;

после выгрузки из реактора отработавшие втулки помещали в хранилища разных типов, в некоторых случаях вместе с металлическими твердыми радиоактивными отходами. Некоторые хранилища были заполнены водой. В этих условиях возможен смыв радионуклидов и их перераспределение между графитовыми и металлическими отходами.

Согласно принятой в стране концепции графитовые кладки реакторов подлежат захоронению на месте в реакторных зданиях, оборудованных достаточным числом барьеров безопасности, на срок 100 лет и более. Одновременно с реакторными зданиями построили три приреакторных хранилища для твердых радиоактивных отходов, которые в результате производственной деятельности оказались заполненными. Для хранения твердых отходов, возникавших при дальнейшей работе реакторов, по специальным проектам в соответствии с действующими в то время нормативами соорудили еще шесть хранилищ. К моменту остановки реакторов в 1989—1992 гг. и эти хранилища оказались почти полностью заполненными. Общий объем девяти хранилищ твердых отходов составляет около $18\,000\text{ м}^3$, масса хранящихся в них графитовых втулок — более 3000 т. Кроме того, часть втулок хранится в реакторных кладках и технологических шахтах (табл. 1).

В целом места для хранения втулок можно подразделить на специально оборудованные для длительного хранения твердых отходов, хранилища упрощенной конструкции, помещения, не предназначенные специально для хранения твердых отходов, и каналы кладки, содержащие, главным образом, втулки последнего периода работы реакторов. Все эти хранилища расположены на территории, прилегающей к зданиям реакторов, частично находятся внутри зданий.

Как уже упоминалось, некоторые хранилища (технологические шахты) постоянно заполнены водой. В них имеется только один барьер безопасности — бетонные стены и дно. Наименее защищены хранилища графитовых втулок упрощенной конструкции, единственным барьером безопасности которых является слой уплотненной глины на дне, что не исключает проникновения в хранилище поверхност-

Таблица 1. Количество и местонахождение отработавших втулок остановленных реакторов Сибирского химического комбината

Реактор	Место хранения втулок	Число барьеров безопасности	Время заполнения	Масса втулок, т
И-1	Кладка	Не менее 6	—	104
	Хранилище твердых отходов:			
	1	2	1955—1969 гг.	200
	2(1)	2	1961—1965 гг.	200
	2(2)	2	1966—1968 гг.	120
	3	2	1969—1995 гг.	830
ЭИ-2	Технологическая шахта-2	1	1955—1969 гг.	~50
	Кладка	Не менее 6	—	44
	Хранилище твердых отходов:			
	1	2	1958—1964 гг.	92
	2	2	1965—1971 гг.	110
	3	2	С 1971 г. по настоящее время	364
АДЭ-3	Хранилище втулок курганного типа	Нет	1963—1964 гг.	40
	Технологическая шахта-2	1	1957—1991 гг.	10—20
	Кладка	Не менее 6	—	67
	Хранилище твердых отходов:			
	2	2	1961—1971 гг.	281
	3	2	С 1971 г. по настоящее время	513
	Технологическая шахта-2	1	1961—1992 гг.	10—20
	Всего			~3050

ных вод. Выход радионуклидов из отходов в подобных хранилищах возможен не только в нижерасположенные водные горизонты, но и на поверхность. Поэтому можно считать, что в настоящее время отработавшие втулки хранятся в лучшем случае только при наличии одного барьера безопасности, а в некоторых хранилищах таких барьеров нет.

В процессе исследований радиоактивного загрязнения отработавшего реакторного графита с 1996 г. было измерено содержание в нем некоторых радионуклидов, образовавшихся в результате нейтронной активации примесей (^{60}Co , ^3H , ^{14}C и др.), а также попадания урана в графит (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{241,243}\text{Am}$, ^{244}Cm , изотопы плутония и др.). Всего было проанализировано более 1500 образцов графита из втулок, хранящихся в кладках реакторов, а также хранилищах разных типов [2—7]. Установлено, что наибольший вклад в радиоактивность графита вносит ^{14}C . Этот радионуклид образуется при взаимодействии нейтронов с материалами конструкций реактора, веществом теплоносителя, замедлителя, топлива и имеющимися в них примесями в результате реакций $^{14}\text{N}(n, p)^{14}\text{C}$, $^{17}\text{O}(n, \alpha)^{14}\text{C}$, $^{13}\text{C}(n, \gamma)^{14}\text{C}$, $^{235}\text{U}(n, f)^{14}\text{C}$ (тройное деление ^{235}U в топливе). В зависимости от типа и особенностей конструкции реактора вклад каждой из них в образование ^{14}C может значительно изменяться. Для рассматриваемых реакторов почти весь ^{14}C образуется по первому каналу.

Из табл. 2 следует, что активность продуктов деления, активации и актиноидов в графите значительно ниже активности ^{14}C . При этом уровень загрязнения этими нуклидами (кроме актиноидов) втулок, хранящихся в кладках, в 10—100 раз выше, чем находящихся в хранилищах твердых отходов. Именно последние составляют основную массу втулок, подлежащих утилизации.

Таблица 2. Средняя удельная активность некоторых радионуклидов в отработавших графитовых втулках реакторов и хранилищ Сибирского химического комбината, Бк/г

Местонахождение втулок	^{14}C	^{60}Co	^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am
Реактор И-1	$1,3 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^4$	$2,4 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^4$	—
Технологическая шахта реактора И-1	$1,4 \cdot 10^4$	250	370	255	17
Реактор ЭИ-2	$1,3 \cdot 10^5$	1400	117	—	6
Технологическая шахта реактора ЭИ-2	$3,6 \cdot 10^4$	$1,07 \cdot 10^3$	50	190	0,13
Хранилище твердых отходов-2 реактора ЭИ-2	$1,8 \cdot 10^4$	71	56	12,8	4,8
Реактор АДЭ-3	$1,5 \cdot 10^5$	$6,5 \cdot 10^3$	3600	540	—
Хранилище твердых отходов-2 реактора АДЭ-3	$5,5 \cdot 10^4$	44	11,2	7,2	0,27

Так как втулки загружали в хранилища постепенно, партиями, то в разных партиях и слоях твердых отходов в хранилищах находятся втулки, облученные примерно одинаковое время, но в разные периоды работы реактора. Поэтому их радиоактивность различна в зависимости от влияния инцидентов и времени выдержки после облучения. Так, втулки, работавшие в течение последних 20 лет эксплуатации реакторов, не испытали прямого загрязнения в результате инцидентов с выходом топлива из каналов. Но последствия этих инцидентов в какой-то мере сказались и на этих втулках в результате их соприкосновения с блоками кладки при загрузке и выгрузке из реактора, а также переноса радионуклидов по кладке пароводяной смесью при протечках теплоносителя. Уровень загрязнения отдельных втулок при этом зависел, главным образом, от загрязнения ячеек, в которых они находились.

Отбор образцов оказался возможен только для верхнего слоя втулок, заполняющих хранилища. Поскольку в разные хранилища их загружали в разное время, оказалось возможным отобрать для исследований образцы втулок, находившихся в реакторе в определенные периоды его эксплуатации. Полную картину загрязнения помогли составить втулки, оставшиеся в кладках после останова реакторов, в том числе облучавшиеся от 2 до 20 лет в разных ячейках трех реакторов на разной высоте. В итоге удалось получить достаточно полную и представительную выборку.

Приготовление образцов иллюстрирует рис. 1. Радиоактивное загрязнение графита анализировали с помощью комплекса методик, обеспечивших необходимый объем исследований (сотни образцов) и приемлемую погрешность результатов. Корректность методик подтверждена сличением результатов анализов, выполненных в МИФИ, а также ядерных центрах в Кадараше (Франция) и Юлихе (Германия) на образцах французского отработавшего реакторного графита.

Содержание ^{14}C в графите исследовали с помощью разработанной в МИФИ и аттестованной ВНИИФТРИ им. Д.И. Менделеева методики [8]. ^{14}C выделяли из образца в газообразной форме ($^{14}\text{CO}_2$) с помощью двухкомпонентного окислителя с последующим переводом уловленных газооб-



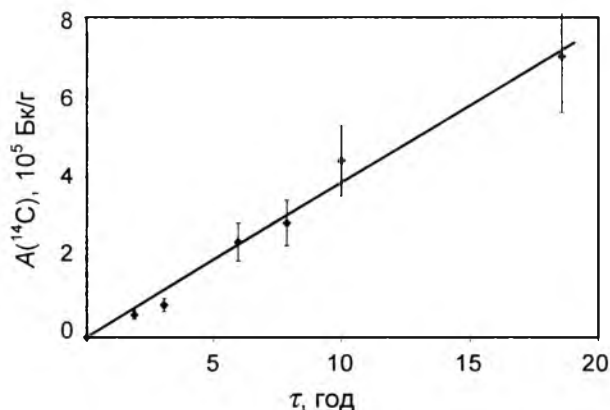
Р и с. 1. Образцы отработавших графитовых втулок

разных продуктов реакций в жидкую фазу. В качестве двухкомпонентного окислителя графита использовали смесь CuO и V_2O_5 . Измерения активности ^{14}C выполнены на жидкостном сцинтилляционном β -спектрометре «Quantulus 1220» (фирмы «Wallac», Финляндия) с погрешностью не более 20% (1σ).

Полученные данные позволили сделать следующие выводы:

^{14}C равномерно распределен по объему графитовых втулок;

содержание ^{14}C пропорционально времени облучения втулки, его активность во втулках, облученных в течение примерно 3 лет, приблизительно в 10 раз меньше, чем в графитовых блоках кладки, длительность облучения которых составляет более 30 лет (рис. 2);



Р и с. 2. Зависимость содержания ^{14}C в графитовых втулках от продолжительности облучения (для максимальной плотности потока тепловых нейтронов)

коэффициент пропорциональности между продолжительностью облучения втулки и удельной активностью ^{14}C , а также информацию о числе втулок с тем или иным временем облучения, рассчитали суммарное количество ^{14}C во втулках для максимального потока тепловых нейтронов. Затем полученное значение скорректировали коэффициентами, учитывающими соотношения между средним и максимальным потоком тепловых нейтронов в вертикальном и радиальном направлениях кладки.

Предполагаемое время облучения втулок, находящихся в хранилищах, составляет 3 года. К сожалению, информации о местоположении втулок во время их работы нет. Максимальная удельная активность ^{14}C , в основном, согласуется с полученной при измерении образцов втулок, находившихся в кладке, однако в некоторых случаях наблюдалась аномально низкая удельная активность (300 Бк/г), не объяснимая только различием плотности потока нейтронов по объему реактора. Возможно, такие втулки по технологическим причинам облучались в реакторе всего несколько месяцев. Поэтому содержание ^{14}C во втулках из хранилищ было оценено с использованием удельной активности для втулок, облучавшихся в течение трех лет при максимальном потоке тепловых нейтронов. Это значение умножили на массу всех втулок, находящихся в хранилищах, получив таким образом консервативную оценку.

Анализ результатов исследований привел к следующим заключениям: условия хранения втулок требуют их оперативной утилизации;

сравнение активности ^{14}C в образцах графита, отобранных из втулок возле аварийных ячеек и вдали от них, не обнаруживает какой-либо существенной разницы;

содержание ^{14}C во втулках не зависит от продолжительности и условий хранения, т.е. миграция этого радионуклида незначительна.

Эти данные позволили оценить содержание ^{14}C во втулках, находящихся в кладках реакторов и хранилищах. Используя

радиоактивное загрязнение втулок значительно ниже, чем кладок, поэтому их утилизация потенциально менее опасна.

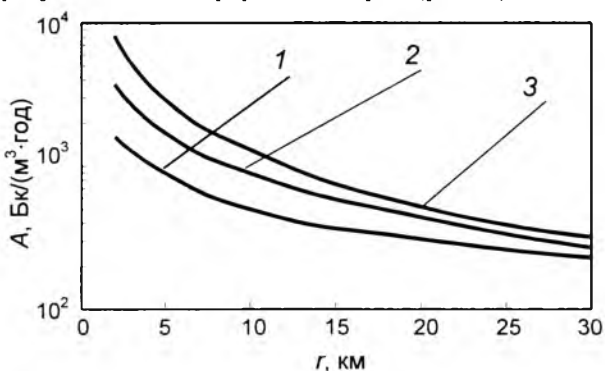
Следующая задача — выбор способа обращения с отработавшими втулками. Наиболее часто рассматривают два варианта: изоляция с последующим захоронением и сжигание. По оценке специалистов [9] объем радиоактивных отходов, предназначенных для длительного захоронения, после сжигания отработавшего графита составит 1—2% первоначального объема. Предлагаются разные способы сжигания графита: традиционное, в кипящем слое, с помощью газового лазера, газификация с помощью перегретого водяного пара (пиролиз). Однако все они имеют существенный недостаток: при сжигании образуется газообразный радиоактивный продукт $^{14}\text{CO}_2$, но его можно связать, превратив в твердые химически стойкие соединения. Для этого предлагается использовать, например, карбонаты кальция и магния [10], однако объем образовавшихся солей карбонатов будет в 2—3 раза превышать первоначальный объем графита.

В случае утилизации отработавшего графита путем сжигания ^{14}C будет единственным долгоживущим радионуклидом, выбрасываемым в атмосферу, поэтому анализу его содержания в графите и исследованию закономерностей распределения было уделено особое внимание. Французские исследования и разработки [11] показали, что с точки зрения радиационной безопасности решение о сжигании отработавшего графита приемлемо. Испытания опытной установки для сжигания размолотого порошка графита в кипящем слое производительностью 30—50 кг/ч показали, что ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{55}Fe , α -излучающие и другие радионуклиды, содержащиеся в графите, надежно удерживаются фильтрами, в атмосферу поступают только ^3H и ^{14}C . При сжигании 1000 т графита в год в атмосферу выделится в 4 раза больше ^{14}C , чем при работе одного ВВЭР-440, и в 2 раза меньше, чем завода по переработке отработавшего топлива, т.е. выброс ^{14}C будет на уровне, характерном для объектов атомной промышленности.

Выполнена оценка уровня потенциального радиационного воздействия на здоровье населения городов Северска и Томска при утилизации на территории комбината около 3000 т реакторного графита остановленных реакторов Сибирского химического комбината. Утилизация основана на предполагаемом использовании технологии [9], которая исключает поступление в окружающую среду почти всех радионуклидов, содержащихся в графите, кроме ^{14}C . Однако благодаря высокой подвижности ^{14}C в результате атмосферных процессов переносится на большое расстояние и, окисляясь до диоксида, через фотосинтез вместе с обычной углекислотой вовлекается в природный углеродный цикл. Поэтому воздействие его дополнительного выброса в атмосферу требует количественных оценок.

Анализ природных и антропогенных источников ^{14}C , процессов его миграции во внешней среде и кинетики обмена позволил использовать для оценок известные аналитические представления модели турбулентного рассеивания гауссового облака. В основном, расчет основан на выражении, описывающем приземную концентрацию выброса от непрерывного кратковременно (до нескольких часов) действующего источника, и его модификации для случаев продолжительных (до года) выбросов. Дополнительные эмпирические поправки позволили учесть изменение коэффициентов турбулентной диффузии для различных категорий устойчивости атмосферы при выбросе над поверхностью с различной шероховатостью, а также

тепловой подъем струи. Оценки проведены для высоты выброса 30, 60 и 100 м, охватывающих спектр возможных технических решений для системы выброса смеси газов. Шероховатость поверхности принята равной 1 м, что обычно используется в условиях городской застройки или леса высотой 10 м. Факторы обеднения выброса за счет радиоактивного распада, сухого осаждения и вымывания осадками применительно к ^{14}C не требовали учета. Для оценки рассеяния в случае продолжительных выбросов, например, в течение года использован долговременный метеорологический фактор разбавления, полученный введением поправок на среднюю скорость ветра и его направлений за длительный период. Из консервативных соображений в расчетах удельной активности ^{14}C в выбросе в зависимости от высоты выброса и радиуса зоны рассеяния приняты следующие допущения: эффективная высота выброса равна высоте трубы, средняя скорость ветра — 3 м/с, продолжительность цикла утилизации 2 года, повторяемость ветров — среднегодовая. В качестве дополнительной информации использованы демографические сведения о численности и плотности распределения населения региона комбината, метеорологические данные, а также результаты экологического мониторинга. Оценки проведены с учетом компонентного состава газовой смеси, проходящей фильтры и образующей атмосферный выброс (рис. 3).



Р и с. 3. Зависимость удельной активности ^{14}C от высоты выброса 100 (1), 60 (2), 30 м (3) и радиуса зоны рассеяния r

брос ^{14}C при утилизации реакторного графита в 10—100 раз меньше допустимой объемной активности во вдыхаемом воздухе и в 5—200 раз меньше предела годового поступления. Следует отметить, что оценки проведены в рамках консервативных допущений с коэффициентом запаса 2—4. Поэтому можно констатировать, что предлагаемая технология утилизации реакторного графита не приведет к сколь-либо значимым негативным последствиям для здоровья населения этого региона. Представляются неоправданными оценки риска стохастических эффектов, например, канцерогенных, потенциально обусловленных радиационным воздействием ^{14}C . Приблизженные оценки в предполагаемом диапазоне дозы дают дополнительный риск онкологических заболеваний на уровне $1 \cdot 10^{-7}$ чел./год, что находится за пределами сравнения с какими-либо реальными уровнями риска, сопровождающими жизнь современного человека (предел индивидуального пожизненного риска, обусловленного техногенным облучением, для населения составляет $5 \cdot 10^{-5}$ чел./год).

С использованием данных о скорости ингаляции и пищевых рационах для различных возрастных групп оценено поступление ^{14}C в организм человека. Сопоставление с регламентированными пределами годового поступления с воздухом и пищей и допустимой объемной активности во вдыхаемом воздухе [12] приводит к следующим результатам. В зависимости от конкретного технологического решения вы-

Особая проблема — соблюдение ядерной безопасности в процессе утилизации втулок. Для этого необходимо оценить в них суммарную массу плутония. Кроме того, при сжигании графита может увеличиваться концентрация делящихся материалов в образующихся отходах. Результаты измерений (спектрометрия α -излучения) и расчетов изменения изотопного состава плутония [13] показали, что всего в 3000 т отработавших графитовых втулок содержится не более 20 г ^{239}Pu . Согласно данным [14] количество плутония, не превышающее 50 г на объем в 200 л, обеспечивает ядерную безопасность при хранении любых видов радиоактивных отходов. Таким образом, даже при любых гипотетических обстоятельствах эти отходы не будут представлять источник потенциальной ядерной опасности.

Таким образом, можно заключить, что:

большая часть хранилищ Сибирского химического комбината, в которых содержатся отработавшие втулки, не соответствует современным требованиям;

уровень радиоактивного загрязнения отработавших графитовых втулок допускает их утилизацию путем сжигания на территории комбината, при этом выброс ^{14}C в атмосферу не приведет к сколь-либо значимому уровню риска негативных последствий для здоровья населения Северска и Томска;

в процессе сжигания отработавших втулок и последующем хранении продуктов сжигания опасность возникновения ядерно опасной ситуации отсутствует;

есть технология и оборудование для проведения эксперимента по сжиганию отработавшего графита.

Авторы настоящей статьи полагают, что имеются все условия для подготовки и проведения масштабного эксперимента по сжиганию части отработавших графитовых втулок из хранилищ Сибирского химического комбината. Результаты такого эксперимента позволят оценить и при необходимости усовершенствовать процесс утилизации и применяемое оборудование.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Wickham A., Neighbour G., Dubourg M. The uncertain future for nuclear graphite disposal: crisis or opportunity? — In: Proc. of Technical Committee Meeting «Nuclear Graphite Waste Management». Manchester, United Kingdom, 18—20 Oct., 1999.
2. Бушуев А.В., Верзилов Ю.М., Зубарев В.Н. и др. Продукты деления и актиноиды в отработавшем графите кладок реакторов Сибирского химического комбината. — Атомная энергия. 2000. т. 89, вып. 2, с. 139—146.
3. Bushuev A.V., Verzilov Yu.M., Zubarev V.N. e.a. Content of actinides in graphite from the decommissioned plutonium production reactors of the Siberian groups of chemical enterprises. — In: Proc. of ICM'99 Conf., Nagoya, Japan, 26—30 Sept. 1999.
4. Verzilov Yu.M., Bushuev A.V., Zubarev V.N. e.a. Characterization of beta-emitting radionuclides in graphite from reactor moderator stack and research reactor thermal column. — Ibid.
5. Bushuev A.V., Verzilov Yu.M., Zubarev V.N. e.a. Radionuclide characterization of graphite stacks from plutonium production reactors of the Siberian group of chemical enterprises. — In: Proc. of Meeting on Nuclear Graphite Disposal, Manchester, England, 18—20 Oct. 1999.
6. Бушуев А.В., Верзилов Ю.М., Зубарев В.Н. и др. Содержание ^{60}Co в отработавшем графите кладок промышленных реакторов. — Атомная энергия, 1999, т. 86, вып. 3, с. 183—188.
7. Bushuev A.V., Verzilov Yu.M., Zubarev V.N. e.a. Experimental study on radioactive contamination of spent reactor graphite from the SGCE (Toms-7) plutonium-production reactors. — In: Proc. of ICM'01 Conf., Brugge, Belgium, 30.09—4.10.2001.

8. Методика измерения содержания ^3H и ^{14}C в пробах реакторного графита методом жидкостной сцинтилляционной радиометрии. Свид. № 40090/82930 об аттестации МВИ. Центр метрологии ионизирующих излучений. 1998.
9. Wise M. Management of UKAEA graphite liabilities. — In: Proc. of Technical Committee Meeting «Nuclear Graphite Waste Management». Manchester, United Kingdom, 18—20 Oct. 1999.
10. Mason J., Bradbury D. Pyrolysis and its potential use in nuclear graphite disposal. — Ibid.
11. Dubourg M. Solution to level 3 dismantling of gas-cooled reactors: the graphite incineration. — Nucl. Engng Design, 1995, v. 154, p. 73—77.
12. Нормы радиационной безопасности НРБ-99. СП 2.6.1. 758-99. Изд. официальное. М., Минздрав России. 1999.
13. Буланенко В.И., Фролов В.В. Радиационные характеристики остатков топлива в кладках снятых с эксплуатации уран-графитовых реакторов. — Атомная энергия. 1995. т. 78, вып. 6, с. 396—400.
14. Внуков В.С., Сичкарук О.В., Чкуасели Л.И. Ядерная безопасность при обращении с радиоактивными отходами, содержащими делящиеся материалы. — Там же, 2000, т. 88, вып. 5, с. 362—370.

Поступила в Редакцию 23.09.02

УДК 621.039.3

МОДЕЛИРОВАНИЕ ПУСКОВОГО ПЕРИОДА РАБОТЫ РЕКТИФИКАЦИОННЫХ КОЛОНН ПО РАЗДЕЛЕНИЮ ИЗОТОПНЫХ СМЕСЕЙ ВОДОРОДА

Сазонов А.Б., Каграманов З.Г., Магомедбеков Э.П.

(Российский химико-технологический университет им. Д.И. Менделеева)

Моделирование низкотемпературной ректификации водорода [1] позволяет описать стационарное состояние установок для разделения тритийсодержащих изотопных смесей. В то же время оставалась нерешенной задача расчета пускового периода работы разделительных колонн. Методика расчета ректификационных установок, работающих в режиме с полной флегмой, ограничивается, главным образом, случаями разделения бинарных изотопных смесей [2]. Расчет базируется прежде всего на различии кинетических свойств компонентов смесей. Поэтому успех моделирования процесса установления стационарного состояния определяется полнотой информации о физико-химических (как равновесных, так и динамических) свойствах разделяемых смесей, а также массообменных характеристиках двухфазной системы в контактном устройстве того или иного типа. Наличие тритийсодержащих компонентов в смесях приводит к тому, что эти свойства остаются во многом неопределенными: известные данные [3] чаще всего носят оценочный характер. Поэтому с использованием доступной на сегодняшний день базы данных разработан кинетический метод моделирования пускового режима работы ректификационных колонн по разделению смесей изотопных модификаций молекулярного водорода.

Кинетический метод расчета ректификации многокомпонентных смесей. Методы расчета ректификации в насадочных колоннах, например, Тилле и Геддеса [1, 4] оперируют понятием теоретической ступени разделения — такого фрагмента колонны, для которого выходящие потоки жидкости и пара находятся в термодинамическом равновесии. Однако в отличие от бинарных смесей при ректификации